

**Evaluación de la diversidad de anfibios en agroforestales y un fragmento de bosque
húmedo tropical Submontano en San Vicente de Chucurí**

Leydy Paola Aceros Ortiz

Trabajo de grado para optar al título de Bióloga

Director

Björn Reu

PhD en Biología

Tutora

Martha Patricia Ramírez Pinilla

PhD En Ciencias Biológicas Orientación Zoolo

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias Básicas

Escuela de Biología

Bucaramanga

2017

Agradecimientos

A Dios por permitirme vivir momentos de plena felicidad y ser mi guía en los más difíciles durante estos años de formación profesional.

A mi madre *Marina Ortiz* quien siempre me alentó en los momentos de flaqueza resaltando mis capacidades e inculcando en mí perseverancia para lograr mis metas. ¡Gracias por creer en mí, mami!

A mi padre *Héctor Aceros* por su apoyo económico, por alegrarme la vida y por su ayuda e interés en mi formación como bióloga. ¡Mil gracias papito!

A mi querido hermano *Duvan Aceros* por su amor incondicional, sus consejos y compañía cuando más lo necesitaba. ¡Te amo hermanito!

A *José Pinzón, Wilfredo Chinchilla y Sergio Bolívar* por su acompañamiento en campo, sus comentarios y contribuciones en la ejecución de este proyecto.

A *Julián Ramírez* por su amistad sincera, por sus consejos y por todos los momentos vividos durante estos años.

A mis amigas *Angie Duarte, Silvia González y María Meza* por tantas risas, historias y experiencias compartidas. Las llevo en mi corazón.

A todos los amigos que hice en el camino con quienes compartí alegrías, nervios y horas de estudio.

Al profesor *Björn Reu* por brindarme la oportunidad de trabajar a su lado con este proyecto, por sus consejos, por alentarme y reconocer mis esfuerzos.

A la profesora *Martha Patricia Ramírez* por su orientación, acompañamiento y dedicación a este proyecto.

A la Vicerrectoría de Investigación y Extensión de la UIS por el financiamiento otorgado para la ejecución de este proyecto de grado.

A los campesinos de la vereda La Colorada que me acogieron durante la fase de campo de este proyecto. Mil gracias por su hospitalidad y calidez.

Contenido

	Pág.
Introducción	14
1. Materiales y métodos	18
1.1. Área de estudio	18
1.2. Selección de sitios y características de los transectos	19
1.3. Muestreo de anfibios	20
1.4. Caracterización del microhábitat	22
1.5. Análisis de los datos	22
1.5.1 Análisis de diversidad y composición de las especies	22
1.5.2 Análisis con variables ambientales y de estructura de la vegetación	24
2. Resultados	25
2.1 Diversidad taxonómica	25
2.2 Riqueza y diversidad de anfibios	26
2.3 Cobertura del muestreo	28
2.4 Patrones en la composición y abundancia de especies	29
2.5 Variables ambientales y su relación con los anfibios	32
3. Discusión	34
4. Conclusiones	41
Referencias Bibliográficas	42

Lista de Figuras

	Pág.
<i>Figura 1.</i> Localización del área de estudio y los tres hábitats muestreados con sus transectos. ..	18
<i>Figura 2.</i> Hábitats muestreados en el área de estudio. A) Fragmento de bosque húmedo tropical submontano. B) Agroforestal de café. C) Agroforestal de cacao.	19
<i>Figura 3.</i> Comparación de rarefacción (líneas sólidas) y extrapolación (líneas punteadas) basados en tamaño de muestreo de los anfibios en tres hábitats con diferente estructura vegetal para los números de Hill. (A) abundancia de especies (B) diversidad calculada con el exponencial del índice de Shannon (C) dominancia calculada con inverso del índice de Simpson.....	27
<i>Figura 4.</i> Cobertura del muestreo para muestras rarificadas y extrapoladas en función del tamaño de muestreo de anfibios en los tres tipos de hábitat.....	28
<i>Figura 5.</i> Comparación de la cobertura de muestreo para muestras rarificadas y extrapoladas de la diversidad de anfibios en los tres hábitats para los números de Hill. (A) abundancia de especies (B) diversidad calculada con el exponencial del índice de Shannon (C) dominancia calculada con inverso del índice de Simpson.	29
<i>Figura 6.</i> Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis de la abundancia de las especies de anfibios. La comunidad de anfibios del fragmento de bosque se encuentra agrupada en la elipse morada, comunidad de los SACF dentro de la elipse roja y la comunidad de los SAC agrupada en la elipse verde. Valor de stress=0.029.	30

Figura 7. Curvas de rango-abundancia mostrando la abundancia de las especies de anfibios para cada hábitat. Las letras representan las especies: A= *P. miyatai*, B= *P. bacchus*, C= *P. penelopus*, D= *P. gaigei*, E= *Colostethus sp*, F= *C. metriosistus*, G= *A. virolinensis*, H= *D. anthrax*, I= *B. yariguiensis*, J= *E. pustulosus*, K= *R. palmatus*..... 32

Figura 8. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis de la abundancia de anfibios ilustrando su relación con las variables ambientales en cada hábitat generada por la función envfit ($p < 0.05$). Abreviaturas: AreaB_C (área basal de los árboles de dosel), cob.herb (cobertura herbácea del suelo), esp.hojar (espesor de la hojarasca). 33

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1. <i>Composición de especies de anfibios y número de individuos registrados en cada sitio de muestreo en la Vereda la Colorada.</i>	26
Tabla 2. <i>Números de Hill de orden $q=0,1,2$ con sus respectivos intervalos de confianza inferior (ICI) y superior (ICS) para cada uno de los hábitats.</i>	27

Lista de Apéndices

	Pág.
Apéndice A. Especies registradas en el presente estudio junto con las claves taxonómicas y descripciones para su identificación	48
Apéndice B. Variables ambientales medidas para el estudio con sus respectivas abreviaturas y unidades de medida.	49
Apéndice C. Coeficiente de correlación de Pearson entre las variables ambientales y de estructura de vegetación medidas para los tres hábitats.	50
Apéndice D. Comparación de todas las variables ambientales estandarizadas para el bosque, sistemas agroforestales de café y de cacao.	51
Apéndice E. Lista de especies no encontradas pero reportadas previamente para la zona con la información de su microhábitat en contraste con las especies encontradas en este estudio y su microhábitat	52

Resumen

Título: Evaluación de la diversidad de anfibios en agroforestales y un fragmento de bosque húmedo tropical Submontano en San Vicente de Chucurí*

Autor: Aceros Ortiz, Leydy Paola**

Palabras Clave: Anfibios, conversión de hábitat, agroforestales de café y cacao, fragmento de bosque, espesor de hojarasca.

Descripción

La conversión de hábitats naturales en agroecosistemas es una de las mayores amenazas a la diversidad de anfibios ya que son especialmente vulnerables a los cambios físicos de sus hábitats. Para estimar la diversidad de anfibios e investigar su respuesta a los cambios ambientales y estructurales de sus hábitats se evaluó en este trabajo un fragmento de bosque húmedo tropical submontano, sistemas agroforestales de café y de cacao en el Municipio de San Vicente de Chucurí, Vereda la Colorada ubicada en la vertiente Occidental de la Cordillera Oriental de Colombia. Se establecieron once transectos entre los diferentes hábitats realizando muestreos diurnos y nocturnos de anfibios con técnicas de encuentro visual (VES) y acústico (AES) junto con el registro de 16 variables ambientales en cada hábitat durante un periodo de seis meses. Tras un esfuerzo de muestreo de 132 horas/hombre, se registraron 566 individuos de 11 especies. Aunque la riqueza y abundancia de especies fue similar entre los hábitats, se encontraron diferencias en la composición y diversidad de anfibios. Se encontraron especies vulnerables y de requerimientos de hábitat específicos en el fragmento de bosque resaltando así, la importancia de su conservación. En contraste, los sistemas agroforestales albergaron en su mayoría especies generalistas. Variables como área basal de árboles de dosel, espesor de la hojarasca, altitud y cobertura herbácea del suelo fueron significativas en el patrón de ocurrencia de las especies de anfibios. Los agroforestales son potenciales hábitats secundarios que sirven como extensión del fragmento de bosque para la conservación de los anfibios. Para tal fin, se debe mantener una mayor cobertura de árboles perennes con función de sombrío que ayuden en la producción de una copiosa capa de hojarasca. Los resultados de este trabajo aportan nuevo conocimiento y actualización de aspectos de la historia de vida de algunas especies.

* Trabajo de grado

** Facultad de ciencias, Escuela de Biología. Director: Björn Reu, PhD. Tutora: Martha Patricia Ramírez P., PhD.

Abstract

Title: Assesment of amphibian diversity in agroforestry systems and a tropical submontane cloud forest fragment in San Vicente de Chucurí*

Author: Aceros Ortiz, Leydy Paola**

Key Words: Amphibians, habitat changes, cacao and coffee agroforestry systems, forest patch, leaf litter thickness.

Description

Conversion of natural habitats into agroecosystems is one of the major threats to amphibian diversity due to their vulnerability to physical changes on their habitats. In order to estimate amphibian diversity and study its responses to structural and environmental changes in their habitat, in this work a tropical submontane cloud forest fragment, coffee and cacao agroforestry systems were evaluated in the municipality of San Vicente de Chucurí, Vereda la Colorada located on the western slope of the Cordillera Oriental of Colombia. Eleven transects were established between the three habitats. Visual and acoustic encounter techniques were used to record amphibians and sixteen environmental variables in each habitat were measured during a period of six months. After an effort of 132 hours / man, 566 individuals from 11 species were recorded. Although the richness and abundance of species were similar among habitats, differences were found in species turnover and amphibian diversity. Vulnerable species and those with very specific habitat requirements were found in the forest fragment, thus highlighting the importance of its conservation. In contrast, agroforestry systems harbored mostly generalist species. Variables such as overstory basal area, leaf litter thickness, altitude and ground cover herbs were meaningful in the pattern of amphibian species occurrence. Agroforestry systems are potential secondary habitats that serve as an extension of the forest fragment for conservation of amphibians. To accomplish this aim a wider shade tree coverage should be maintained to generate a deeper leaf litter layer. The results reported herein provide new knowledge and updates in aspects of life history of some species.

* Degree work

** Science faculty, Department of Biology. Director: Björn Reu, PhD. Tutor: Martha Patricia Ramírez P., PhD

Introducción

La conversión de hábitats prístinos a ecosistemas agrícolas simplificados es una de las principales causas de las tasas de pérdida de biodiversidad en las últimas décadas (Flynn et al., 2009). En el acondicionamiento del terreno para introducir cultivos o pastizales generalmente se remueve la cobertura vegetal, se realizan quemas, desecación de humedales o inundación de terrenos. Como consecuencia estas actividades destruyen hábitats generando homogeneidad en el paisaje, fragmentando ecosistemas o reduciendo su área efectiva (León, 2014). Tan solo en los trópicos, la pérdida de bosques a causa de la deforestación se mantiene a una tasa constante aproximada de 12,3 millones de hectáreas por año (Deheuvels et al., 2014). Se prevé que los sistemas agrícolas se expandan para satisfacer la creciente demanda de alimentos y se conviertan en un componente dominante en el paisaje que haga que incremente aún más la presión sobre los hábitats naturales y su biota (Palacios, Agüero & Simonetti, 2013).

Estos cambios en el hábitat natural son el principal factor que amenaza la supervivencia de los anfibios neotropicales (Cáceres & Urbina-Cardona, 2009). Los anfibios son muy sensibles a las modificaciones de las condiciones del hábitat ya que muchos de ellos tienen un ciclo de vida complejo con una fase larvaria de requerimientos de hábitat y nutrientes diferentes a los del adulto, tienen piel permeable que los hace susceptibles a la desecación y baja capacidad de dispersión (Suazo-Ortuño, 2009; Meza-Joya, Ramos & Hernández, 2015). Muchos de ellos son altamente selectivos y dependientes de las características del hábitat lo cual convierte a los anfibios en buenos indicadores de la calidad de los hábitats y de los efectos del cambio del uso del suelo (Russell &

Downs, 2012). La importancia de los anfibios en los ecosistemas que habitan radica en que controlan insectos, sirven de alimento para otros animales; además aquellos acuáticos y sus fases larvales incrementan la dinámica de sedimentos en los cuerpos de agua (por bioturbación) y generan un vínculo de materia y energía entre ambientes acuáticos y terrestres (Whiles et al., 2006).

Una alternativa para desacelerar y mitigar los impactos de la conversión del hábitat y la consecuente pérdida de la biodiversidad es la implementación de sistemas agroforestales (Schroth et al. 2004). Estos sistemas tienen grandes árboles y otras plantas leñosas perennes intercaladas con cultivos anuales en la misma unidad de tierra (Álvarez-Carrillo, Rojas-Molina, & Suarez-Salazar, 2012), donde los árboles cumplen funciones de producción y sombrero. En general, los sistemas agroforestales proveen servicios ambientales que no ofrecen los monocultivos (Álvarez-Carrillo et al., 2012). Entre los servicios se encuentra la reducción de la erosión, una mayor proporción de secuestro de carbono, mantenimiento de la biodiversidad, mejoramiento en la fertilidad del suelo, así como mejoramiento en producción de los cultivos (Hodge & Bratton, 1999; Jose, 2009; Nair, 2011; Nair, Kumar, & Nair, 2009). Con la reducción de los sistemas naturales y la inmersión de los remanentes de vegetación arbórea en hábitats aislados dentro de paisajes agrícolas, los sistemas agroforestales podrían convertirse en potenciales herramientas auxiliares para las estrategias de conservación de la diversidad logrando a su vez las metas en la producción de los cultivos (Schroth et al. 2004).

Diversos estudios que comparan la diversidad en ambientes boscosos frente a diferentes tipos de arreglos agroforestales concluyen que la mayor diversidad se encuentra en los bosques (Isaacs Cubides & Urbina Cardona, 2011; Murrieta-Galindo et al., 2013; Pineda & Halfpeter, 2004; Wanger et al., 2010). Sin embargo, dadas las condiciones actuales respecto al cambio del uso del suelo, varias investigaciones han demostrado el valor potencial de los sistemas agroforestales para la

conservación de las especies de anfibios. Según Murrieta-Galindo et al. (2013), los agroforestales de café conservan un número significativo de especies de anfibios al contener una gran variedad de microhábitats y sitios de reproducción. En un estudio en Sulawesi, Indonesia, Wanger y colaboradores (2010), demostraron que los agroforestales de cacao pueden ayudar en la resiliencia de la herpetofauna contra el declive de sus poblaciones. No obstante, Wanger et al. (2009), concluyen en que estas plantaciones permiten sólo la supervivencia de especies generalistas y tolerantes a perturbaciones. No obstante, resaltan la importancia de su conservación pues esas especies podrían cumplir funciones ecosistémicas importantes.

En el trópico los sistemas agroforestales con café y cacao son los más frecuentes y su cobertura es cerca de 17.7 millones de hectáreas (Álvarez-Carrillo et al., 2012). El municipio de San Vicente de Chucurí ubicado en el departamento de Santander, Colombia, históricamente ha contado con una economía agrícola basada en sistemas de cultivo de cacao y en una pequeña proporción el café. Estos sistemas de producción se caracterizan por la interacción de varios cultivos dentro del mismo arreglo como aguacate, plátano y cítricos. Asimismo, en estos sistemas se implementa la siembra con sombrío como práctica de conservación que permite aprovechar mejor los suelos y el agua (Esteban, 2012).

Debido a la perturbación de los ecosistemas naturales y al declive que enfrentan actualmente los anfibios se hace necesario concentrar esfuerzos en la identificación de ambientes fuera de áreas protegidas que sean propicios para la preservación de esta fauna. El valor de conservación de los hábitats dentro del paisaje agrícola puede ser evaluado comparando los patrones de diversidad en hábitats con poca intervención (o prístinos) frente a sistemas agrícolas y examinando los factores que moldean los patrones de diversidad dentro de dichos hábitats (Wanger et al., 2010). Debido a que las condiciones geográficas y el pool de especies pueden variar regionalmente, se deben

realizar estudios en las áreas de interés para determinar cómo sus características afectan a la diversidad de la fauna anfibia (Wanger et al., 2009). El objetivo de este trabajo fue estimar la diversidad de anfibios presentes en sistemas agroforestales de café (SACF), sistemas agroforestales de cacao (SAC) y un fragmento de bosque húmedo tropical submontano en el flanco occidental de la Cordillera Oriental de Colombia. Específicamente se estableció: (1) determinar la composición, abundancia y riqueza de especies (2) comparar los resultados del objetivo (1) entre los diferentes hábitats y (3) Determinar el efecto de variables ambientales y estructurales de la vegetación en la presencia de los anfibios para los diferentes hábitats.

1. Materiales y métodos

1.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el flanco noroccidental de la Cordillera Oriental de Colombia en el municipio de San Vicente de Chucurí, vereda la Colorada (6.784 ° N, 73.468 ° W) (Fig.1) en una estribación del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes, en un ecosistema de bosque húmedo tropical submontano entre 1000 y 1500 msnm.

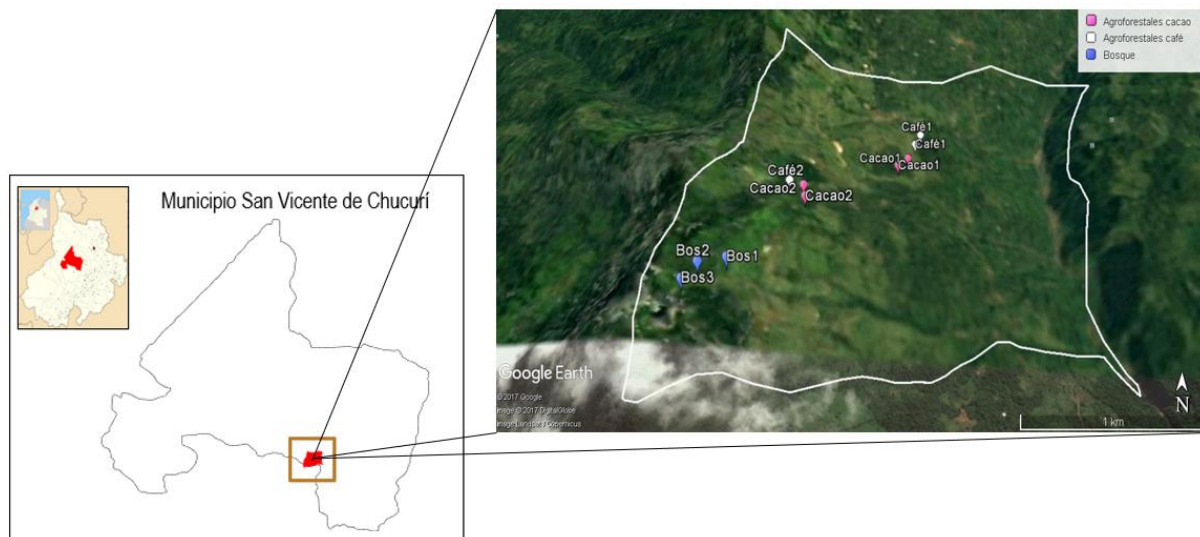


Figura 1. Localización del área de estudio y los tres hábitats muestreados con sus transectos.

Esta zona históricamente presenta dos picos de lluvia (marzo a junio y agosto a noviembre) con una precipitación media anual de 1928 mm y una temperatura media anual de 21 °C (Hijmans et al., 2005). Su cobertura vegetal está compuesta principalmente por pastizales, rastrojos y pequeños

parches de bosque secundario altamente intervenidos, muchos de ellos transformados en cultivos o potreros (Alcaldía de San Vicente de Chucurí-Santander, 2016).

1.2. Selección de sitios y características de los transectos

En este estudio se seleccionaron tres tipos de hábitats de acuerdo con la composición de la vegetación, los cuales están representados por: sistemas agroforestales de cacao, sistemas agroforestales de café y un fragmento de bosque húmedo tropical submontano (Fig.2).



Figura 2. Hábitats muestreados en el área de estudio. A) Fragmento de bosque húmedo tropical submontano. B) Agroforestal de café. C) Agroforestal de cacao.

El fragmento de bosque corresponde a un bosque secundario que se encuentra en las partes más altas de la zona. Su composición vegetal abarca helechos terrestres y arborescentes, heliconiaceas, melastomataceas, lianas, marantaceas, palmas y árboles de gran altura como *Iriartea deltoidea*, *Quercus humboldti*, *Juglans sp* entre otros. Los agroforestales de cacao se componen principalmente de cultivos de cacao (*Theobroma cacao*) entre 5 a 18 años de antigüedad junto con otros cultivos como plátano (*Mussa sp*), cítricos (*Citrus limon*, *C. sinensis*), aguacates (*Persea americana*), guayabos (*Psidium guajava*) y árboles perennes como *Eucaliptus sp*, *Erythrina poeppigiana*, *Cedrela odorata* entre otros. Los sistemas agroforestales de café se disponen en un arreglo de cultivos de café (*Coffea arabica*) con una antigüedad de 4 a 8 años con otras especies como: sauces, palma iraca (*Carludovica palmata*), *Mussa sp.*, *Inga sp*, *Zanthoxylum sp*, Moncoro (*Cordia gerascanthus*) y Anaco (*E. poeppigiana*).

Se establecieron cuatro transectos en agroforestales de cacao (1165-1260 m.s.n.m), cuatro en agroforestales de café (1140-1300 m.s.n.m) y tres en el fragmento de bosque (1300-1500 m.sn.m) esto último debido a las condiciones del sitio (terreno muy pendiente y zonas inaccesibles). Todos los transectos de 60 m de largo y 4 m de ancho fueron rotados dentro de cada hábitat y en cada mes de muestreo para evitar sobrecontar la abundancia de anfibios. Cada transecto fue muestreado durante una hora tanto en el día como en la noche por cada periodo de muestreo.

1.3. Muestreo de anfibios

El muestreo se llevó a cabo durante seis salidas al campo en octubre, noviembre (temporada húmeda), diciembre (transición a temporada seca), enero, febrero (temporada seca) y marzo (transición entre la temporada seca a húmeda) entre 2016 y 2017. Se programaron los muestreos

evitando los días del mes con fase de luna llena, ya que es muy probable observar menor número de individuos en muestreos nocturnos con dicha fase lunar (Kronfeld-Schor et al., 2013; Vargas & Castro, 1999). Para el encuentro de anfibios se emplearon dos técnicas combinadas AES (Acoustic Encounter Survey) y VES (Visual Encounter Survey) con captura manual. De acuerdo con Rödel & Ernst (2004), estas dos técnicas juntas son efectivas en la documentación de riqueza de especies, composición y abundancia. Los transectos acústicos se establecieron 12 metros a cada lado de los transectos para el encuentro visual. Solo se registraron los individuos que cantaban esporádicamente o reunidos en pequeños coros para evitar sobrecontarlos. En el recorrido del transecto visual, se hizo la anotación de los individuos que se escucharon dentro del rango del transecto acústico y se procuró encontrar a aquellos cantando cerca del transecto para el encuentro visual.

La detección visual de anfibios en muestreos nocturnos (19:00 a 00:00) se llevó a cabo con búsqueda en la vegetación hasta 2 m de altura ya que a alturas mayores la búsqueda por encuentro visual se vuelve limitada. En los muestreos diurnos (07:00-10:00; 16:00-18:00) se removió la hojarasca y se inspeccionaron micro cavidades (huecos en los árboles y rocas, raíces, etc.). Previamente a la fase de campo se consultó la base de datos de la Colección Herpetológica de la UIS para conocer y listar las especies reportadas en la zona de estudio, así como artículos de su descripción y claves taxonómicas (Apéndice A). Durante los muestreos, los individuos avistados y capturados fueron identificados y posteriormente liberados. Una exploración pre-muestreo en la zona de estudio permitió la identificación y documentación de los cantos de las especies, los cuales se emplearon en el reconocimiento acústico durante la fase de muestreo para el registro de los individuos y especies no detectados en el encuentro visual.

1.4. Caracterización del microhábitat

Se caracterizaron todos los hábitats usando 16 variables ambientales y de estructura de la vegetación. La pendiente y la altitud fueron medidas con un clinómetro y un GPS respectivamente; la temperatura y humedad relativa fueron medidas usando un Skymaster SM-28 cada 10 metros a lo largo de cada transecto durante todos los muestreos. Con un marco de madera de 1m² dividido en cuatro cuadrantes se estimó el porcentaje de suelo cubierto por vegetación, roca y hojarasca. Esta estimación se realizó una vez por muestreo cada 10 m. El grosor de la hojarasca se midió en las cuatro esquinas del marco de 1m² y se calculó el promedio. Para las mediciones de la cobertura del dosel, estructura de la vegetación del dosel y estrato medio (siendo los cultivos en los agroforestales), se establecieron dos transectos 5m paralelamente a los transectos para el muestreo de anfibios. Para la cobertura de dosel se utilizó una cámara (Canon PowerShot G6) con un lente ojo de pez. La densidad y área basal se estimaron mediante el método de los cuadrantes centrados en un punto (PCQM) (Mitchell, 2007). Estas mediciones se tomaron cada 10 m a lo largo de los transectos dispuestos para la vegetación (las variables ambientales, sus abreviaciones y unidades de medida pueden ser consultadas en el Apéndice B).

1.5. Análisis de los datos

1.5.1 Análisis de diversidad y composición de las especies Todos los análisis de datos se realizaron en el lenguaje de programación R (v.3.4.0) (R core team, 2017). Para determinar la representatividad del muestreo se realizó una curva de acumulación de diversidad como una función de la cobertura del muestreo. Como las coberturas de muestreo obtenidas al final no

presentaron los mismos tamaños para todos los hábitats, se realizó la comparación de especies extrapolándolas con su intervalo de confianza del 95% a una cobertura de muestreo igual con 200 bootstraps usando el paquete iNEXT v.2.0.8 (Hsieh, Ma, & Chao, 2016). Para dicha comparación se emplearon los 3 órdenes (qD) de los números de Hill (Jost, 2006): La riqueza de especies (q=0) expresada como el número de especies que constituyen una comunidad, la diversidad calculada mediante el exponencial del índice de Shannon (q=1) y la dominancia mediante el inverso del índice de Simpson (q=2). La determinación de la diferencia en la composición de las especies (*turnover*) entre los hábitats se evaluó mediante disimilitudes pareadas y multiple de sitios de Sorensen con sus componentes de recambio de especies y anidamiento (Baselga & Orme, 2012). Se usaron los datos de presencia-ausencia empleando el paquete ‘Betapart’ v1.4-1 (Baselga et al., 2017). Complementario a lo anterior, se evaluó con el mismo paquete la disimilitud de abundancia en múltiples sitios basados en el índice de Bray Curtis con sus dos componentes: variación balanceada y gradiente de abundancia (Baselga, 2017). Con el fin de comparar gráficamente los patrones de abundancia de especies en los hábitats, se elaboraron curvas de rango-abundancia. Para atenuar la influencia de las especies dominantes, se aplicó a la matriz de abundancia una transformación de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001).

Con base en una matriz de Bray-Curtis de los datos de abundancia de las especies se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) para probar si existían diferencias espaciales en la composición de anfibios. Usando la misma matriz de disimilitud de Bray-Curtis, se visualizó la estructura de la comunidad de los anfibios entre los hábitats con un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Adicionalmente, Se calculó la contribución de cada especie a la disimilitud promedio entre los hábitats con un porcentaje de similitud (SIMPER). Una prueba Kruskal-Wallis fue

aplicada para determinar si existían diferencias en la abundancia de las especies entre los sitios de estudio.

1.5.2 Análisis con variables ambientales y de estructura de la vegetación Se realizó una estandarización de los datos de parámetros ambientales y de estructura de la vegetación, con el fin de que sus unidades de medida fueran comparables. Debido a la imposibilidad de registrar ciertas variables de la estructura de la vegetación en un agroforestal por poda del cultivo de café y para evitar pérdida de datos previamente registrados en dicho agroforestal, se optó por realizar una imputación de los datos faltantes con el paquete MICE 2.9 (Buuren & Groothuis-Oudshoorn, 2011). Previo al análisis, se examinó la multicolinealidad del conjunto de variables con el coeficiente de correlación de Pearson con punto de corte menor a 0.7 y un nivel de significancia ≤ 0.05 . El conjunto de datos se redujo a 6 variables (Apéndice C) y con ellas, se condujo un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) aplicando la función envfit del paquete ‘vegan’ v2.4-3 (Oksanen et al., 2017) que integra las variables ambientales y permite relacionarlas con las comunidades de anfibios en los diferentes hábitats.

2. Resultados

2.1 Diversidad taxonómica

Con un esfuerzo de muestreo de 132 horas-persona se documentó un total de 566 anfibios de 11 especies pertenecientes a 6 familias, 8 géneros y 2 órdenes. La familia más representativa fue Craugastoridae con 5 especies, equivalente al 45% del total de las especies colectadas. El porcentaje restante corresponde a la familia Dendrobatidae con 2 especies y a las familias Aromobatidae, Leptodactylidae, Eleutherodactylidae y Plethodontidae con 1 especie cada una. La especie de anuros con mayor abundancia fue *Pristimantis miyatai*. En contraste, *Engystomops pustulosus* fue la especie menos frecuente (Tabla 1).

Tabla 1.

Composición de especies de anfibios y número de individuos registrados en cada sitio de muestreo en la Vereda la Colorada.

Familia/Especies	SAC	SACF	Fragmento de bosque	Total registros por especie	Especies endémicas de la Cordillera Oriental Colombiana
CRAUGASTORIDAE					
<i>Pristimantis miyatai</i>	196	140	8	344	x
<i>Pristimantis bacchus</i>	0	0	144	144	x
<i>Pristimantis penelopus</i>	9	1	3	13	
<i>Pristimantis gaigei</i>	31	2	0	33	
<i>Craugastor metriosistus</i>	12	0	0	12	
DENDROBATIDAE					
<i>Colosthetus sp</i>	2	3	0	5	
<i>Andinobates virolinensis</i>	0	0	2	2	x
ELEUTHERODACTYLIDAE					
<i>Diasporus anthrax</i>	0	1	6	7	
LEPTODACTYLIDAE					
<i>Engystomops pustulosus</i>	1	0	0	1	
PLETHODONTIDAE					
<i>Bolitoglossa yariguiensis</i>	0	0	2	2	x
AROMOBATIDAE					
<i>Rheobates palmatus</i>	0	0	3	3	
Total registros/hábitat	251	147	168	566	

2.2 Riqueza y diversidad de anfibios

Las estimaciones con los números de Hill de orden $q=0,1,2$ muestran que el bosque presentó la mayor diversidad de especies de orden $q=0$. Los agroforestales de cacao tuvieron los valores más altos de diversidad de orden $q=1$ y 2. Sin embargo, hay un alto solapamiento entre los intervalos de confianza con el bosque en la diversidad de orden $q=1$ (Fig.3.B). La estimación del orden $q=2$ con el inverso del índice de Simpson indica que para el bosque y los SACF se encuentra una sola especie dominante, mientras que para los SAC se presentan como dominantes aproximadamente 2 especies (Tabla 2, Fig.3.C).

Tabla 2.

Números de Hill de orden $q=0,1,2$ con sus respectivos intervalos de confianza inferior (ICI) y superior (ICS) para cada uno de los hábitats.

	q=0	ICI	ICS	q=1	ICI	ICS	q=2	ICI	ICS
Bosque	7	7.0	8.41	1.91	1.91	2.24	1.35	1.35	1.49
SAC	6	6.04	11.75	2.17	2.17	2.46	1.59	1.59	1.75
SACF	5	5.25	20.89	1.29	1.29	1.51	1.11	1.11	1.18

Los SACF mostraron los valores más bajos de diversidad para todos los órdenes q de los números de Hill. Sin embargo, con la extrapolación a 500 individuos se puede apreciar un aumento potencial del número de especies a registrar en ese hábitat (Fig.3.A).

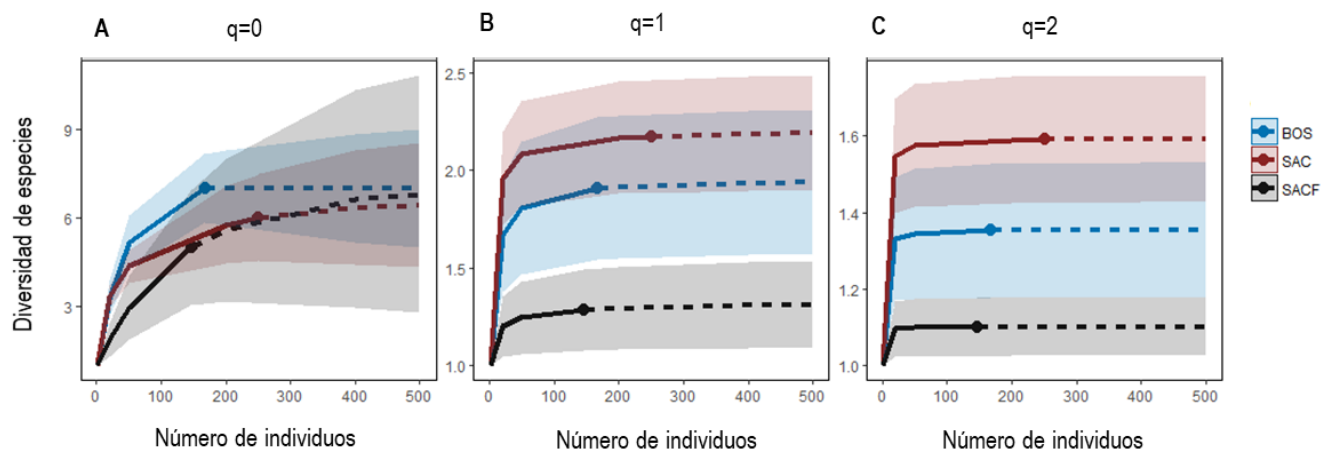


Figura 3. Comparación de rarefacción (líneas sólidas) y extrapolación (líneas punteadas) basados en tamaño de muestreo de los anfibios en tres hábitats con diferente estructura vegetal para los números de Hill. (A) abundancia de especies (B) diversidad calculada con el exponencial del índice de Shannon (C) dominancia calculada con inverso del índice de Simpson.

2.3 Cobertura del muestreo

La representatividad de los anfibios en el muestreo alcanzó un 98-100% como una función del tamaño de muestreo en cada uno de los hábitats, siendo menor para los SACF y del 100% para el fragmento de bosque (Fig.4).

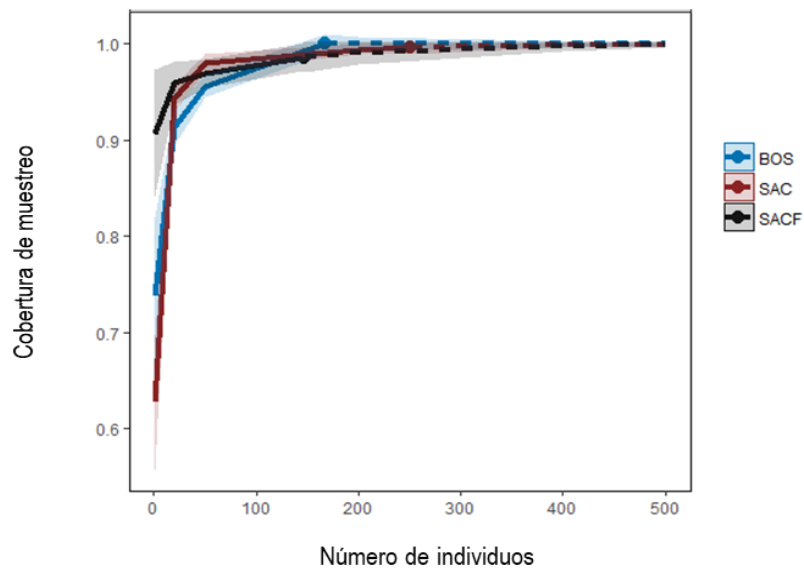


Figura 4. Cobertura del muestreo para muestras rarificadas y extrapoladas en función del tamaño de muestreo de anfibios en los tres tipos de hábitat.

Se comparó la cobertura de muestreo entre los diferentes hábitats para todos los números de Hill ($q=0,1,2$), presentando para cada área curvas de rarefacción y extrapolación con intervalos de confianza del 95% (Fig.5). El incremento en la cobertura para la extrapolación de los SACF para el orden $q=0$ de los números de Hill, revela que el número de especies esperadas para esos sistemas es similar al número de especies encontrado en los SAC, de manera que para los SACF aún el muestreo no es completo.

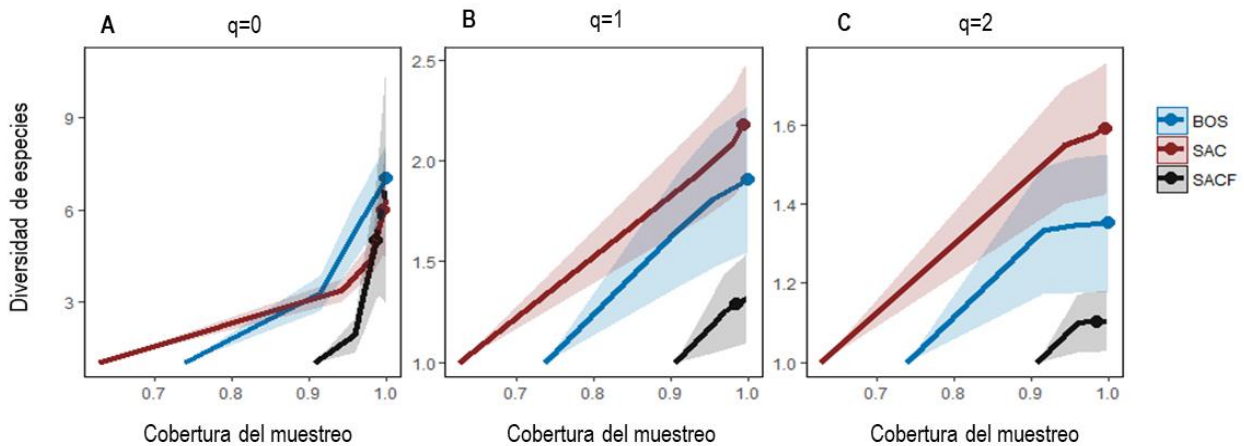


Figura 5. Comparación de la cobertura de muestreo para muestras rarificadas y extrapoladas de la diversidad de anfibios en los tres hábitats para los números de Hill. **(A)** abundancia de especies **(B)** diversidad calculada con el exponencial del índice de Shannon **(C)** dominancia calculada con inverso del índice de Simpson.

2.4 Patrones en la composición y abundancia de especies

La disimilitud entre las especies fue alta entre el bosque y los dos sistemas agroforestales. Entre pares de hábitats el recambio de especies fue más alto en el bosque y los SAC ($\beta_{sor} = 0.7$). En contraste, fue menor entre los sistemas agroforestales ($\beta_{sor} = 0.3$). La disimilitud múltiple de los sitios fue $\beta_{sor} = 0.56$ y el componente recambio de especies fue mayor ($\beta_{sim} = 0.5$) que el componente anidado ($\beta_{sne} = 0.06$). Lo que indica que se está dando un recambio de especies, pero su pérdida o ganancia entre los sitios es baja. La disimilitud múltiple de sitios de Bray-Curtis (β_{BC}) fue de 0.71. Los componentes de variación en el balance de la abundancia ($\beta_{BC,VAL}$) y el gradiente de abundancia ($\beta_{BC,GRA}$) fueron 0.65 y 0.06 respectivamente. Estos resultados muestran que la disimilitud estuvo principalmente relacionada con la variación balanceada en abundancias, es decir, el cambio en las abundancias de las mismas especies.

Se encontró una diferencia significativa en la estructura de la comunidad de anfibios entre el fragmento de bosque, los agroforestales de café y cacao ($R_{\text{global}} = 0.737$, $P=0.001$). Las comparaciones por pares de hábitats mostraron que el bosque difiere de los sistemas agroforestales (todas las comparaciones $P < 0.036$). En contraste, los sistemas agroforestales no difieren entre sí ($P = 0.06$). El NMDS ilustró dichos patrones, mostrando que la estructura de la comunidad de anfibios es diferente entre el bosque y los sistemas agroforestales distinguiéndose dos agrupamientos (Fig.6). No hay una clara separación entre los dos tipos de agroforestales, en los que se presenta un solapamiento entre algunos de sus sitios de forma que comparten algunas especies. El bajo valor de stress de 0.029 corrobora que el análisis representa de forma precisa todas las relaciones de ordenamiento en el espacio bidimensional.

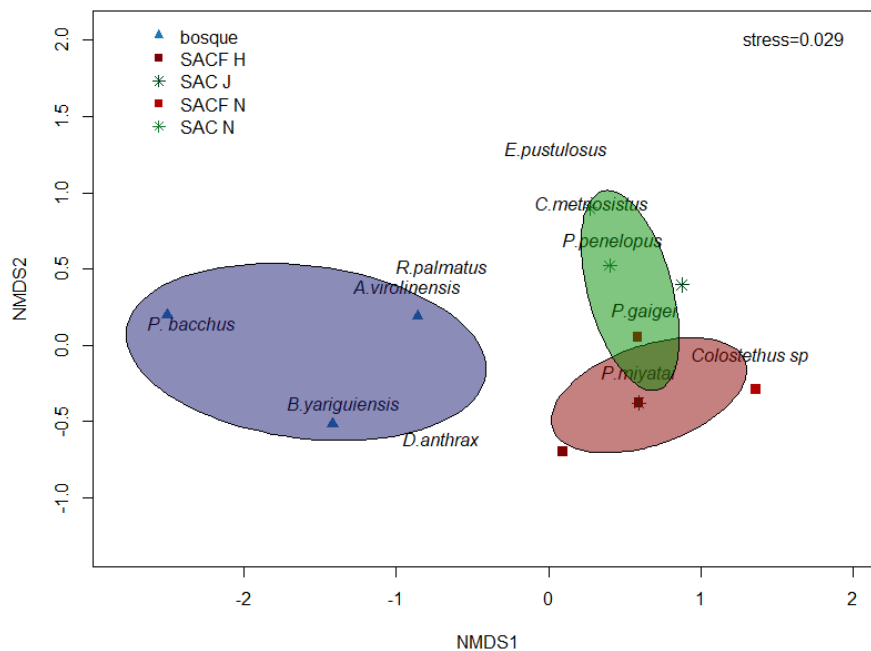


Figura 6. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis de la abundancia de las especies de anfibios. La comunidad de anfibios del fragmento de bosque se encuentra agrupada en la elipse morada, comunidad de los SACF dentro de la elipse roja y la comunidad de los SAC agrupada en la elipse verde. Valor de stress=0.029.

El SIMPER entre pares de comparaciones indicó que los sistemas agroforestales fueron los hábitats más similares con un promedio de disimilitud de 33.2%. En contraste, ambos hábitats fueron muy diferentes del bosque, ya que sus promedios de disimilitud fueron del 93.1% (para agroforestales de cacao) y 91.5% (para agroforestales de café). Dichas diferencias se dieron principalmente por tres especies; *Pristimantis miyatai*, *Pristimantis bacchus* y *P. gaigei* que en conjunto contribuyeron al 69% del total de la diferencia en la composición de especies entre los hábitats.

La prueba de Kruskal-Wallis reveló que no existe diferencias significativas en la abundancia de las especies entre los sitios de muestreo (chi-cuadrado= 2, P=0.36). Las curvas de rango abundancia mostraron que la rana *Pristimantis miyatai* fue la especie más abundante en los SACF y los SAC.

Por otro lado, en el bosque la especie más dominante y por tanto más dominante fue *Pristimantis bacchus*. En los SAC se observa que *P. miyatai* y *P. gaigei* fueron las especies más dominantes. En este hábitat se muestra una mayor equitatividad de la dominancia de sus especies con respecto a los demás hábitats. (Fig. 7).

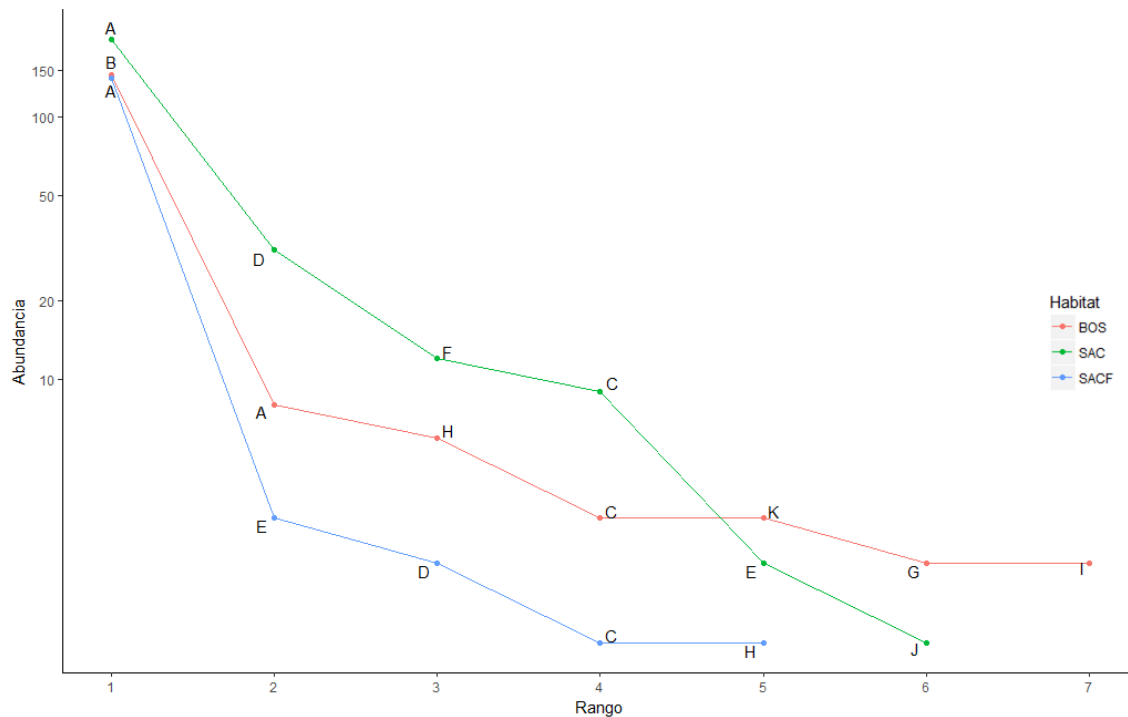


Figura 7. Curvas de rango-abundancia mostrando la abundancia de las especies de anfibios para cada hábitat. Las letras representan las especies: A= *P. miyatai*, B= *P. bacchus*, C= *P. penelopus*, D= *P. gaigei*, E= *Colostethus sp.*, F= *C. metriosistus*, G= *A. virolinensis*, H= *D. anthrax*, I= *B. yariguiensis*, J= *E. pustulosus*, K= *R. palmatus*.

2.5 Variables ambientales y su relación con los anfibios

El diagrama de ordenación del NMDS reveló que las variables que mejor explicaron la variación en la composición de anfibios fueron la cobertura herbácea, el espesor de la hojarasca, la altitud y el área basal de los árboles de dosel (Fig.8).

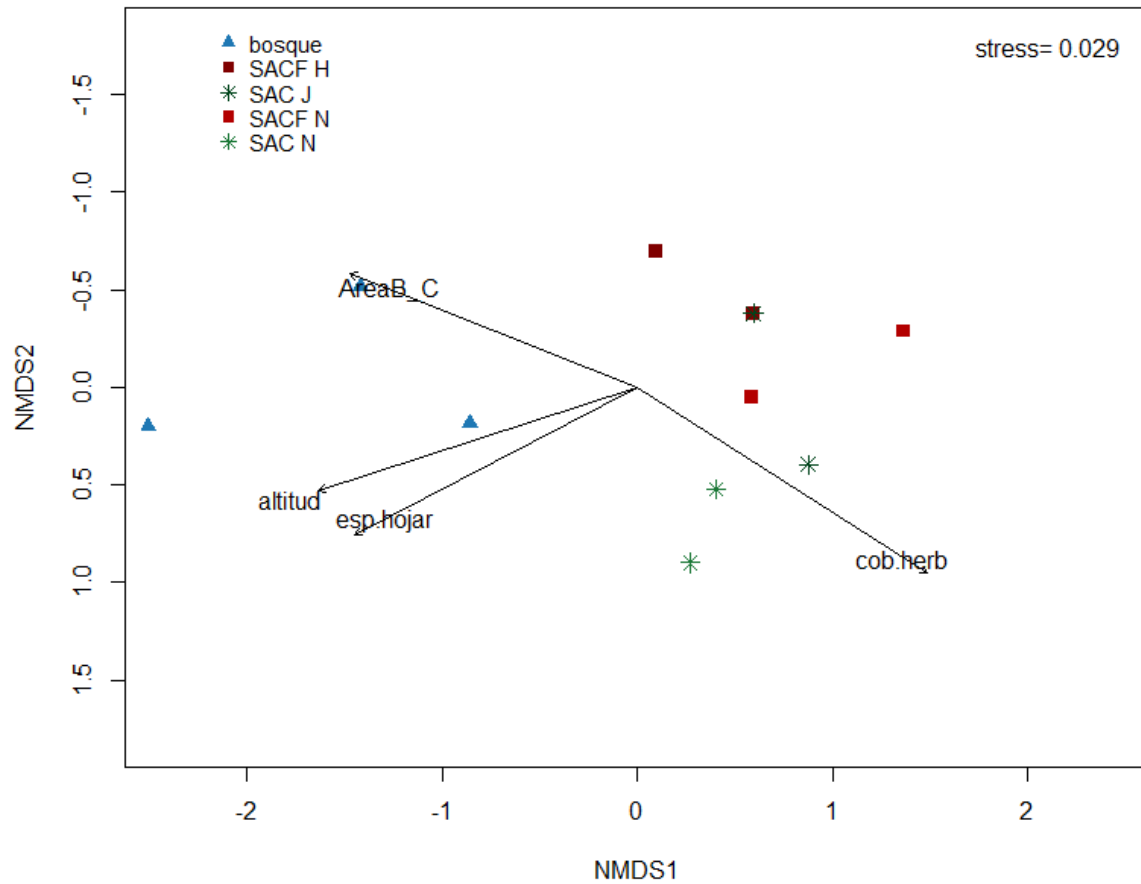


Figura 8. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis de la abundancia de anfibios ilustrando su relación con las variables ambientales en cada hábitat generada por la función envfit ($p < 0.05$). Abreviaturas: AreaB_C (área basal de los árboles de dosel), cob.herb (cobertura herbácea del suelo), esp.hojar (espesor de la hojarasca).

La cobertura herbácea está asociada con los SAC, mientras que en la composición de los anfibios del bosque son importantes el área basal de los árboles de dosel, la altitud y el espesor de la hojarasca. Esta última variable muestra estar correlacionada negativamente con la comunidad de anfibios en los SACF.

3. Discusión

La mayor riqueza de especies en el bosque sobre los sistemas agroforestales puede reflejar una respuesta de las especies a la estructura de sus hábitats que ya ha sido estudiada. Se sabe que la estructura y composición heterogénea de la vegetación de los bosques ofrece una alta disponibilidad de recursos y microhábitats idóneos para el establecimiento de diversas especies (Vargas & Castro, 1999). Por otro lado, la riqueza de especies en los agroforestales de cacao, aunque fue menor no está lejos de la encontrada en el bosque. Los SAC pueden mejorar la resiliencia de los anfibios contra la pérdida de especies (Wanger et al, 2010) al presentar ciertas condiciones estructurales similares a las presentes en el fragmento de bosque como por ejemplo un colchón de hojarasca denso. Con ello también se demuestra el papel preponderante que juega esta variable para el mantenimiento de la diversidad. En contraste con los sistemas agroforestales, los sistemas agrícolas tradicionales que incluyen monocultivos y potreros albergan una menor diversidad y número de especies (Russell & Downs, 2012; Trimble & van Aarde, 2014). Cabe aclarar que la composición, diversidad y abundancia de las especies como puntos de comparación están limitadas ya que asumen que todas las especies en una comunidad hacen la misma contribución al funcionamiento de un ecosistema o que su contribución depende de su abundancia relativa (Kremen, 2005).

Los agroforestales de cacao fueron 1.1 veces más diversos que el fragmento de bosque, no obstante, hubo un alto solapamiento entre los dos hábitats. Este resultado en los agroforestales de cacao podría estar relacionado con una mayor equitatividad en la abundancia de las especies en

comparación con el bosque en donde parece haber una mayor dominancia por parte de una sola especie. Lo anterior no necesariamente implica que los SAC sean más aptos que el bosque para la conservación de todos los anfibios de la zona, ya que como se ha encontrado en otros estudios, la presencia de especies amenazadas es escasa en los agroecosistemas, mientras que las especies con baja preocupación de conservación (posiblemente las que son generalistas) son las que prosperan en esos ambientes (Palacios, Agüero & Simonetti, 2013). Esto ocurre en los sistemas agroforestales en donde se encontraron especies que son en su mayoría generalistas con baja preocupación de conservación como *P. miyatai*, *P. gaigei* y *E. pustulosus*. Para las especies restantes estos datos no se conocen. Por ejemplo, *Craugastor metriosistus* no ha sido evaluada por la IUCN, para *Diasporus anthrax* hay deficiencia de datos y *Colostethus sp* posiblemente sea una nueva especie ya que en la revisión de material bibliográfico no hubo coincidencias con ninguna especie.

Los agroforestales de cacao son aproximadamente 2 veces más diversos que los agroforestales de café. Dicho de otra forma, los agroforestales de café presentan una pérdida del 41% de la diversidad con respecto a los agroforestales de cacao. La alta variación en las variables ambientales en los agroforestales de café (Apéndice D), parecen ser los responsables de este resultado.

Aunque la cobertura del muestreo se aproxima al 100%, no se logró el reconocimiento de especies conocidas para el área de estudio como *Dendropsophus subocularis*, *Boana xerophylla*, *Phyllomedusa venusta*, *Agalychnis terranova*, *Espadarana andina*, *Strabomantis ingeri* y *Caecilia thompsoni*. Esta falta de especies podría atribuirse a que en los sitios de muestreo hay una ausencia de cuerpos de agua, en los cuales se dan las condiciones necesarias para que la mayoría de estas especies habite (los microhábitats para todas las especies no registradas en este estudio y su comparación con lo obtenido en este trabajo se presentan en el Apéndice E). También hay que

considerar aspectos de la historia natural de algunas de estas especies que reducen la posibilidad de su encuentro, como la coloración críptica en *Strabomantis ingeri* que además es una especie poco común y habita entre las capas de la hojarasca (Ramírez-Pinilla, 2004) o los hábitos fosoriales de *Caecilia thompsoni* (Ramírez-Pinilla et al., 2004).

El recambio de especies entre pares de ambientes se debe principalmente a la diferencia en su composición de especies y no a la riqueza de las mismas, lo que muestra que la riqueza, aunque fue mayor en el bosque es muy similar en todos los hábitats. Este patrón en la riqueza de especies también se evidenció en las abundancias. Aunque se dio una alta variación en las abundancias de las especies estas variaciones fueron balanceadas, por lo que no se encontró diferencias significativas entre los tres hábitats. Estos resultados son congruentes con los de Cáceres & Urbina-Cardona (2009), quienes afirman que la respuesta de los anfibios a diferentes cambios en los gradientes ambientales y estructurales se ve mayormente reflejada en la composición de especies y no necesariamente en su riqueza o abundancia.

Se detectó como especies comunes en los tres hábitats a *P. miyatai* y *P. penelopus*. De acuerdo con Arroyo, Jerez & Ramírez-Pinilla (2003) y Gutiérrez-Lamus, Serrano & Ramírez-Pinilla (2004), *Pristimantis miyatai* es una especie muy abundante para la vertiente occidental de la Cordillera Oriental de los Andes. Lynch (1994) colectó esta especie en bosque no nativo en la finca El Diviso (Santander), indicando que es una especie generalista en el uso del hábitat. En este estudio se corroboraron estos resultados, encontrándose a *P. miyatai* en todos los hábitats, siendo mayor su abundancia en los agroforestales. Sin embargo, en el fragmento de bosque su abundancia fue muy baja, lo cual parece ser un ejemplo de la partición de recursos por parte de las especies para su coexistencia en ese hábitat (Cáceres & Urbina-Cardona, 2009).

Aunque la abundancia de *P. penelopus* fue baja, es interesante que, a pesar de estar catalogada como especie Vulnerable por la pérdida de extensión y calidad de sus hábitats; ser una especie poco común y habitar exclusivamente en bosques maduros (Castro, Herrera & Lynch, 2004), se encontró en todos los sitios y su abundancia fue mayor en los agroforestales de cacao. Un reciente estudio realizado por Restrepo, Velasco & Daza (2017), revela que no se encuentra limitada a unas pocas localidades, ha sido registrada en bosques secundarios y no es una especie rara. Por estas razones, los autores sugieren que sea asignada a la categoría preocupación menor (LC) de acuerdo con las directrices de la IUCN. En este trabajo, se reportó la presencia de *P. penelopus* en paisajes agrícolas, por tanto, estos registros son un aporte importante para el conocimiento de la ecología y biología de esta especie.

La composición de las especies de anfibios en los sistemas agroforestales estuvo representada en su mayoría por especies pertenecientes al género *Pristimantis*, catalogadas como generalistas en el uso del microhábitat y su dieta (Arroyo, Serrano, & Ramírez-Pinilla, 2008) además de presentar desarrollo directo (no hay estado larvario), de modo que no requieren de cuerpos de agua para el depósito de sus huevos. Las especies que dependen de cuerpos de agua para su reproducción presentes en los agroforestales (*Colostethus sp* y *Engystomops pustulosus*) se observaron forrajeando, lo que supone que las especies no habitan permanentemente cerca a los cuerpos de agua, sino que buscan su alimento en lugares próximos. Esto implica que las características de microhábitat de los individuos varían con la actividad que estén desempeñando (Vargas & Castro, 1999). El encuentro de estas especies también parece estar sujeto al efecto de temporalidad, ya que solo se registraron en los meses con abundantes precipitaciones en los cuales, los cuerpos de agua temporales se inundaron.

n el fragmento de bosque habitan especies endémicas para la Cordillera Oriental de los Andes (*P. miyatai*, *P. bacchus*, *Andinobates virolinensis* y *Bolitoglossa yariguiensis*) de las cuales, *A. virolinensis* y *P. bacchus* se encuentran en la categoría EN (En peligro) de la lista roja de la IUCN (Amézquita & Rueda, 2004; Castro et al., 2004). Aunque *B. yariguiensis* es una especie recientemente descrita (Meza-joya, Hernández-jaimés & Ramos-pallares, 2017), los autores consideran que debería listarse como especie En Peligro, ya que es conocida para una sola localidad y se considera una especie poco común. Se ha reportado a *P. bacchus* como una especie poco común encontrada exclusivamente en un bosque cultivado dentro del Santuario de Fauna y Flora Guanentá - Alto Río Fonce, lo que podría indicar que es una especie con requerimientos de microhábitat específicos (Gutiérrez-Lamus, Serrano & Ramírez-Pinilla, 2004). Asimismo, en este estudio, *P. bacchus* solo fue observada en el interior y en el borde del fragmento de bosque, pero a diferencia de lo reportado por Gutiérrez-lamus y colaboradores, *P. bacchus* fue la especie más abundante en el relicto de bosque. En el área del fragmento de bosque del presente estudio también se encuentra *Strabomantis ingeri*. El único registro corresponde a una hembra observada en 2014 habitando en simpatría con *A. virolinensis*, *D. anthrax*, *P. miyatai*, *Espadarana andina* y *P. bacchus* (Meneses-Pelayo, Chinchilla-Lemus & Ramírez-Pinilla, 2017). *Strabomantis ingeri* es una especie poco común y está catalogada en la lista roja de la IUCN como Vulnerable (Castro, Herrera & Rueda, 2004). Por lo tanto, la importancia de seguir manteniendo los remanentes de bosque de la localidad de estudio radica en que albergan especies endémicas, poco comunes, especialistas y vulnerables a los cambios en la composición estructural de su hábitat.

Especies como *Diasporus anthrax*, *Pristimantis penelopus* y *Rheobates palmatus* pueden encontrarse en ambientes perturbados, por lo que no son habitantes exclusivos de bosques. *D. anthrax* fue reconocida acústicamente en los cultivos de café y no fue observado ningún individuo

ya que como mencionan Jiménez-Rivillas et al. (2013), es una especie con baja detectabilidad en los muestreos visuales. Esta especie también ha sido reportada en cultivos de *Theobroma cacao* y cerca de asentamientos humanos (Duarte-Cubides & Cala-Rosas, 2012). *R. palmatus* fue encontrada en un pequeño cuerpo de agua léntico aproximadamente a 20 metros de distancia de un cultivo agroforestal de café. Debido a la distancia de encuentro de esta especie, no se registró para este hábitat. Aunque en este estudio *A. virolinensis* sólo fue encontrada en el fragmento de bosque, ha sido reportada en cultivos de café de esta misma área geográfica (Meza-Joya, Ramos & Hernández, 2015) y su presencia está relacionada con la estructura vegetal; se requiere de una capa gruesa de hojarasca para sus posturas y de una alta densidad de bromelias en los árboles en donde los machos depositan los renacuajos (Amézquita & Rueda, 2004; Meza-Joya, Ramos & Hernández, 2015). La correlación negativa de la cobertura de hojarasca con los SACF parece explicar la ausencia de *A. virolinensis*. La baja cobertura de hojarasca en estos sistemas podría estar relacionada con la práctica de manejo empleada; los dueños de los cultivos suelen realizar poda selectiva de los árboles que dan sombra, así como limpieza de la hojarasca del suelo.

Se visualizaron cuatro variables como las más importantes en la determinación de la presencia de anfibios en cada hábitat, las cuales se ha demostrado que son importantes e incluso determinantes en la ecología de las especies. En los SAC la variable más importante relacionada con la presencia de los anfibios es el porcentaje de cobertura herbácea, lo que parece indicar que las especies que allí habitan hacen uso principalmente de las capas bajas de la vegetación. Este es el caso de *P. miyatai*, *P. penelopus* y *C. metriosistus*. En el bosque, la altitud, el área basal de los árboles de dosel y el grosor de la capa de hojarasca juegan un papel importante para la comunidad de anfibios que lo habitan. Es bien sabido que la presencia de especies como *Strabomantis ingeri* y *A. virolinensis* se encuentra relacionada con la existencia de una cantidad abundante de hojarasca,

tanto como microhábitat para los adultos y juveniles, como para sus posturas. Asimismo, esta variable de microhábitat es importante para *P. bacchus* ya que se encontraron individuos forrajeando en la hojarasca. El área basal ha sido relacionada con la altura de los árboles y la cobertura de dosel (Goya, Frangi & Dalla Tea, 1997). Como ha quedado demostrado en diversos estudios (Cáceres & Urbina-Cardona, 2009; Isaacs & Urbina-Cardona, 2011; Wanger et al., 2010), la cantidad de cobertura de dosel tiene un efecto significativo ya que generalmente los anfibios evitan la exposición directa al sol (Wanger et al., 2010). La relación negativa de la cobertura herbácea en la estructura de la comunidad de anfibios para el bosque puede estar relacionada con la poca cobertura vegetal en el suelo ya que el bosque se encuentra cubierto principalmente por hojarasca. La altitud parece ser un factor que determina la presencia de *P. bacchus* y *B. yariguiensis* ya que estas especies solo se han reportado en elevaciones altas (Castro et al., 2004; Meza-Joya, Hernández & Ramos, 2017).

Los sistemas agroforestales son una mejor alternativa que los monocultivos o potreros para mantener algunas especies de anfibios (Russell & Downs, 2012; Schmutzer et al., 2008). Dada la comparación con el fragmento de bosque y las variables de hábitat que resultan importantes, se puede pensar en una estrategia de enriquecimiento de hábitat que permita dotar de microhábitats específicos a aquellas especies sensibles y con requerimientos específicos de hábitat y microhábitat. Adicionalmente, es vital el mantenimiento de una conexión con los fragmentos de bosque, ya que los bordes abruptos pueden interrumpir el flujo de individuos entre los bosques y los sistemas agroforestales, provocando el aislamiento de las especies (Ortega, 2009).

4. Conclusiones

Con los resultados de este estudio se logró determinar la abundancia, composición, diversidad y riqueza de especies en los hábitats seleccionados, encontrando que ninguno de ellos por si solo fue suficiente para albergar todas las especies registradas en el área de estudio.

El fragmento de bosque contiene especies poco comunes, vulnerables o exclusivas, lo que enfatiza la importancia de seguir manteniendo esfuerzos en su conservación.

Los agroforestales tienden a albergar especies generalistas, por tanto, son potenciales hábitats secundarios que favorecen a dichas especies de anfibios.

La importancia de los sistemas agroforestales puede verse reflejada en el hallazgo de *P. penelopus* en esos hábitats, lo que constituye una novedad ya que estudios previos reportan su presencia solo en bosques.

Se caracterizaron exitosamente las variables ambientales de cada hábitat y su relación con la presencia de los anfibios en los diferentes ambientes fue coherente con lo reportado en otros estudios.

Dado que una de las variables importantes para la presencia de muchas especies en el bosque es la hojarasca, para la preservación de anfibios en los sistemas agroforestales, sería conveniente mantener una amplia cobertura arbórea que permita la producción de una copiosa capa de hojarasca.

Referencias Bibliográficas

- Álvarez-Carrillo, F., Rojas-Molina, J., & Suarez-Salazar, J. C. (2012). Simulación de arreglos agroforestales de cacao como una estrategia de diagnóstico y planificación para productores. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 13(2), 145–150.
- Amézquita, A., & Rueda, J. V. (2004). *Andinobates virolinensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T55211A11268044. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T55211A11268044.en>
- Arroyo, S. B., Serrano, V. H., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2008). Diet, microhabitat and time of activity in a *Pristimantis* (Anura, Strabomantidae) assemblage. *Phyllomedusa*, 7(2), 109–119.
- Arroyo, S., Jerez, A., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2003). Anuros de un bosque de niebla de la Cordillera Oriental de Colombia. *Caldasia*, 25(1), 153–167.
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). betapart : an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 799–808. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693>
- Baselga, A., Orme, D., Villager, s, De Bortoli, J., & Leprieur, F. (2017). betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. Recuperado el 30 de septiembre de 2017, a partir de <https://cran.r-project.org/web/packages/betapart/index.html>
- Buuren, S. van, & Groothuis-Oudshoorn, K. (2011). mice : Multivariate Imputation by Chained Equations in R. *Journal of Statistical Software*, 45(3). <https://doi.org/10.18637/jss.v045.i03>

- Cáceres, S. P., & Urbina-Cardona, J. N. (2009). Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, departamento del Meta, Colombia. *Caldasia*, 31(1), 175–194.
- Castro, F., Herrera, M. I., & Lynch, J. (2004). *Pristimantis penelopus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2004: e.T56841A11543715. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T56841A11543715.en>.
- Castro, F., Herrera, M. I., Ramírez-Pinilla, M. P., & Rueda, J. V. (2004). *Pristimantis bacchus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2004: e.T56447A11479750. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T56447A11479750.en>.
- Castro, F., Herrera, M. I., & Rueda, J. V. (2004). *Strabomantis ingeri*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2004: e.T56670A11515695. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T56670A11515695.en>.
- Deheuvels, O., Rousseau, G. X., Soto Quiroga, G., Decker Franco, M., Cerda, R., Vílchez Mendoza, S. J., & Somarriba, E. (2014). Biodiversity is affected by changes in management intensity of cocoa-based agroforests. *Agroforestry Systems*, 88(6), 1081–1099. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9710-9>
- Duarte-Cubides, F., & Cala-Rosas, N. (2012). Amphibia, anura, eleutherodactylidae, *Diasporus anthrax* (lynch, 2001): New records and geographic distribution. *Check List*, 8(2), 300–301.
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., ... DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12(1), 22–33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Goya, J. F., Frangi, J. L., & Dalla Tea, F. (1997). Relación entre biomasa aérea, área foliar y tipos de suelos en plantaciones de *Eucalyptus grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 102 (1).
- Gutiérrez-Lamus, D. L., Serrano, V. H., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2004). Composición y abundancia de anuros en dos tipos de bosque (natural y cultivado) en la Cordillera Oriental Colombiana. *Caldasia*, 26(1), 245–264.

- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hodge, S., & Bratton, J. (1999). Alley Cropping: An Agroforestry Practice. *Agroforestry Notes*.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity.
- Isaacs Cubides, P. J., & Urbina Cardona, J. N. (2011). Anthropogenic Disturbance and Edge Effects on Anuran Assemblages Inhabiting Cloud Forest Fragments in Colombia. *Natureza & Conservação*, 9(1), 39–46. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.004>
- Jiménez-Rivillas, C., Vargas, L. M., Fang, J. M., Filippo, J. Di, & Daza, J. M. (2013). Advertisement Call of *Diasporus anthrax* (Lynch, 2001) (Anura: Eleutherodactylidae) with Comparisons to Calls from Congeneric Species. *South American Journal of Herpetology*, 8(1), 1–4. <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-12-00020.1>
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. *Agroforestry Systems*. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kronfeld-Schor, N., Dominoni, D., De La Iglesia, H., Levy, O., Herzog, E. D., Dayan, T., & Helfrich-Forster, C. (2013). Chronobiology by moonlight. *Proceedings of the Royal Society B*, 280. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.3088>
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8(5), 468–479. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>
- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- León, T. (2014). *Perspectiva ambiental de la agroecología* (Primera). Bogota, D.C.: Editorial Kimpres.

- Lynch, J. D. (1994). A new species of frog (genus *Eleutherodactylus*: Leptodactylidae) from a cloud forest in Departamento de Santander, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 19(72), 205–208.
- Meneses-Pelayo, E., Chinchilla-Lemus, W., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2017). Filling gaps and update of the distribution of *Strabomantis ingeri* (Cochran & Goin, 1961) (Anura: Craugastoridae) in Colombia. *Check List*, 13(4), 17–20. <https://doi.org/10.15560/13.4.17>
- Meza-Joya, F., Ramos, E., & Hernandez, C. (2015). Use of an agroecosystem by the threatened dart poison frog *Andinobates virolinensis*(Dendrobatidae). *Herpetological review*, 46(2), 171–176.
- Meza-joya, F. L., Hernández-jaimes, C., & Ramos-pallares, E. (2017). A new species of Salamander (Caudata, Plethodontidae, Bolitoglossa) from Serranía de los Yariguíes, Colombia, 4294(1), 93–111. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4294.1.4>
- Mitchell, K. (2007). Quantitative analysis by the point-centered quarter method. Geneva, NY. Recuperado a partir de http://faculty.wvu.edu/wallin/envr442/pdf_files/PCQM.pdf
- Murrieta-Galindo, R., González-Romero, A., López-Barrera, F., & Parra-Olea, G. (2013). Coffee agrosystems: an important refuge for amphibians in central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 87(4), 767–779. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9595-z>
- Nair, P. K. R. (2011). Agroforestry systems and environmental quality: introduction. *Journal of environmental quality*, 40(3), 784–790. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0076>
- Nair, P. K. R., Kumar, B. M., & Nair, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>
- Álvarez-Carrillo, F., Rojas-Molina, J., & Suarez-Salazar, J. C. (2012). Simulation arrangements cocoa agroforestry as a diagnosis and planning strategy for producers Simulación de arreglos agroforestales de cacao como una estrategia de diagnóstico y planificación para productores. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 13(2), 145–150.
- Palacios, C. P., Agüero, B., & Simonetti, J. A. (2013). Agroforestry systems as habitat for herpetofauna: is there supporting evidence? *Agroforestry Systems*, 87(3), 517–523. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9571-z>

- Pineda, E., & Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological conservation*, 117(5), 499–508. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.009>
- Ramírez-Pinilla, M. P. (2004). Rana cabeza de Inger *Eleutherodactylus ingeri*. En A. A. Rueda-Almonacid JV, Lynch JD (Ed.), *Libro Rojo de los Anfibios de Colombia* (pp. 330–333). Bogotá: Panamericana Formas e Impresos.
- Ramírez-Pinilla, M. P., Osorno-Muñoz, M., Rueda, J. V., Amézquita, A., Ardila-Robayo, M. C., Lynch, J., & Wilkinson, M. (2004). *Caecilia thompsoni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T59532A11959675. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T59532A11959675.en>
- R core team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Restrepo, A., Velasco, J., & Daza, J. (2017). Extinction risk or lack of sampling in a threatened species: Genetic structure and environmental suitability of the Neotropical frog *Pristimantis penelopus* (Anura: Craugastoridae). *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)*, 57(1).
- Rödel, M. O., & Ernst, R. (2004). Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. an evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica*, 10, 1–14.
- Russell, C., & Downs, C. T. (2012). Effect of land use on anuran species composition in north-eastern KwaZulu-Natal, South Africa. *Applied Geography*, 35(1–2), 247–256. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.07.003>
- Schroth, G., Da Fonseca, G., Harvey, C., Gascon, C., Vasconcelos, H., & Izac, A.-M. (2004). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, DC: Island Press.
- Schmutzer, A. C., Gray, M. J., Burton, E. C., & Miller, D. L. (2008). Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. *Freshwater Biology*, 53(12), 2613–2625. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02072.x>

- Suazo-Ortuño, I. (2009). *Efectos de la conversión del bosque tropical caducifolio a mosaicos agrícolas sobre ensamblajes herpetofaunísticos*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Trimble, M. J., & van Aarde, R. J. (2014). Amphibian and reptile communities and functional groups over a land-use gradient in a coastal tropical forest landscape of high richness and endemism. *Animal Conservation*, 17(5), 441–453. <https://doi.org/10.1111/acv.12111>
- Vargas, F., & Castro, F. (1999). Distribución y preferencias de microhábitat en anuros (Amphibia) en bosque maduro y áreas perturbadas en Anchicayá, Pacífico Colombiano. *Caldasia*, 21(1), 95–109.
- Wanger, T. C., Iskandar, D. T., Motzke, I., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y., & Tschamtker, T. (2010). Effects of Land-Use Change on Community Composition of Tropical Amphibians and Reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 24(3), 795–802. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01434.x>
- Wanger, T. C., Saro, A., Iskandar, D. T., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y., & Tschamtker, T. (2009). Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 823–832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01663.x>
- Whiles, M. R., Lips, K. R., Pringle, C. M., Kilham, S. S., Bixby, R. J., Brenes, R., ... Peterson, S. (2006). The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(1), 27–34. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0027:TEOAPD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0027:TEOAPD]2.0.CO;2)

Apéndices

Apéndice A. Especies registradas en el presente estudio junto con las claves taxonómicas y descripciones para su identificación

Especie	Propuestas y claves taxonómicas
<i>Engystomops pustulosus</i>	Nascimento, Caramaschi y Gonçalves, 2005
<i>Pristimantis bacchus</i>	Lynch, 1984
<i>Pristimantis miyatai</i>	Lynch, 1984
<i>Bolitoglossa yariguiensis</i>	Meza, Hernández y Ramos, 2017
<i>Craugastor metriosistus</i>	Ospina, Angarita y Pedroza, 2015
<i>Pristimantis penelopus</i>	Lynch y Rueda-Almonacid, 1999
<i>Andinobates virolinensis</i>	Brown et al., 2011
<i>Rheobates palmatus</i>	Grant et al., 2006
<i>Diasporus anthrax</i>	Hedges, Duellman y Heinicke, 2008
<i>Pristimantis gaigei</i>	Lynch, 1999
<i>Colostethus sp</i>	Silverstone, 1971; Grant, 2004; Grant et al. 2006

**Apéndice B. Variables ambientales medidas para el estudio con sus respectivas
abreviaturas y unidades de medida.**

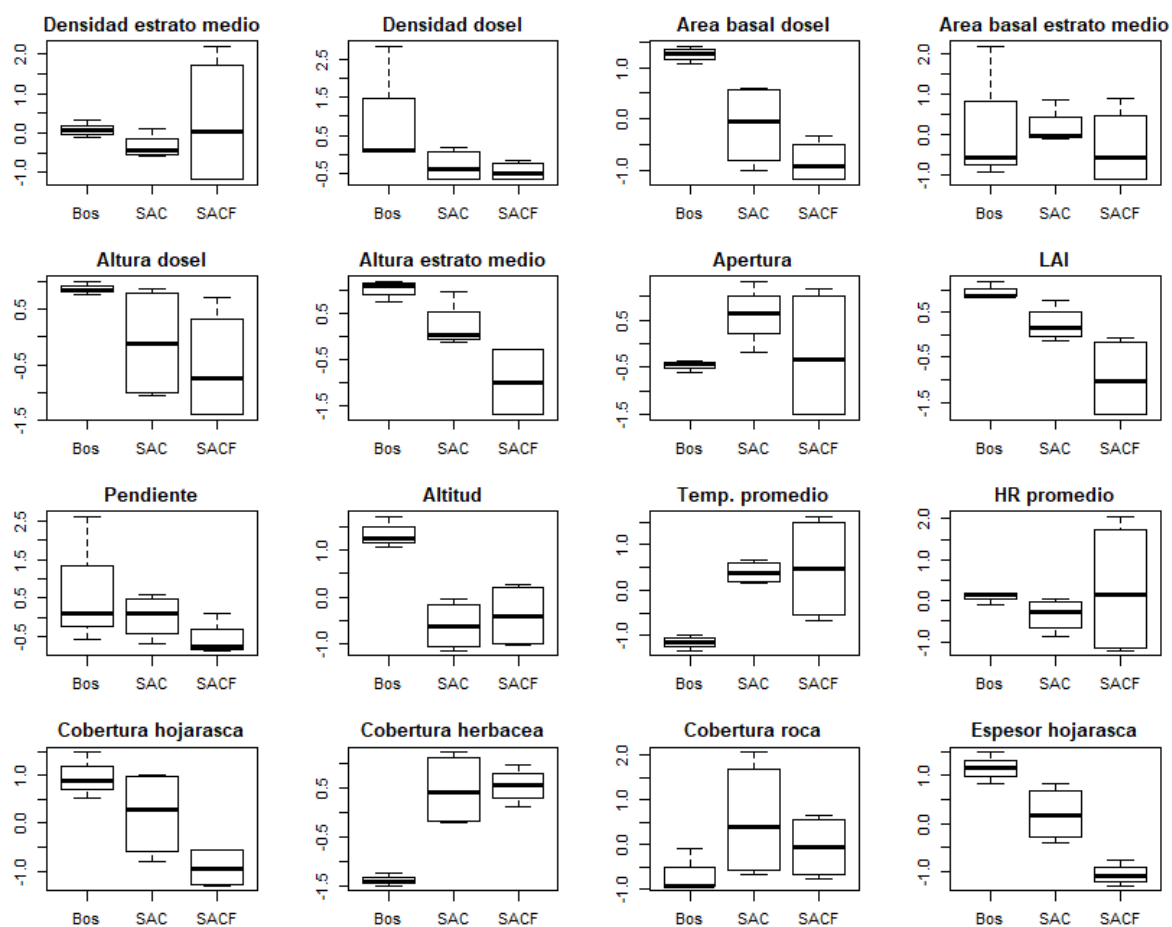
Nombre de la variable	Abreviatura	Unidades de medida
Promedio de humedad	media.HR	Porcentaje
Promedio de temperatura	media.temp	°C
Espesor de hojarasca	esp.hojar	cm
Cobertura de hojarasca	cob.hojar	Porcentaje
Cobertura herbácea	cob.herb	Porcentaje
Cobertura de roca	cob.roca	Porcentaje
Densidad de árboles de dosel	Densidad_C	Arboles/m ²
Densidad de árboles del estrato medio (entendido como cultivos y arbolitos en el bosque)	Densidad_M	Arboles/m ²
Área basal de árboles de dosel	AreaB_C	m ² /ha
Área basal de árboles del estrato medio	AreaB_M	m ² /ha
Altura de árboles de dosel (> 10 m)	Altura_C	m
Altura de árboles del estrato medio	Altura_M	m
Pendiente		grados
Altitud		m
Índice de área foliar (relacionado a la cobertura de dosel)	LAI	
Apertura (relacionado con la cobertura de dosel)		

Apéndice C. Coeficiente de correlación de Pearson entre las variables ambientales y de estructura de vegetación medidas para los tres hábitats.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Densidad_M	1.00															
AreaB_M	0.24	1.00														
Altura_M	-0.40	-0.19	1.00													
Densidad_C	-0.01	-0.70	0.55	1.00												
AreaB_C	-0.06	-0.18	0.65a	0.53	1.00											
Altura_C	0.28	-0.06	0.47	0.49	0.89	1.00										
Apertura	0.31	0.22	-0.78	-0.43	-0.86	-0.64	1.00									
LAI	-0.45	-0.26	0.76	0.41	0.81	0.55	-0.98	1.00								
Pendiente	-0.48	-0.19	0.28	-0.18	-0.05	-0.31	-0.24	0.29	1.00							
Altitud	-0.28	0.33	0.58	0.45	0.41	0.16	-0.69	0.68a	0.46	1.00						
Media.temp	0.50	0.37	-0.80	-0.48	-0.62	-0.32	0.88	-0.89	-0.49	-0.87	1.00					
Media.HR	-0.44	-0.11	0.43	0.04	0.41	0.10	-0.61	0.61a	0.23	0.51	-0.65	1.00				
Cob. Hojar	-0.15	-0.03	0.47	0.39	0.23	0.27	-0.20	0.20	0.19	0.22	-0.26	-0.48	1.00			
Cob. roca	0.25	0.25	-0.36	-0.36	-0.12	0.12	0.43	-0.43	-0.16	-0.84	0.65a	-0.60	0.13	1.00		
Cob. Herb	0.00	0.23	-0.64	-0.53	-0.54	-0.50	0.63a	-0.59	-0.40	-0.67	0.66a	0.88	-0.74	0.24	1.00	
Esp. Hojar	-0.41	-0.17	0.62a	0.44	0.29	0.20	-0.37	0.41	0.37	0.43	-0.48	-0.24	0.94	-0.09	-0.77	1.00

Valores $P \leq 0.05a$

Apéndice D. Comparación de todas las variables ambientales estandarizadas para el bosque, sistemas agroforestales de café y de cacao.



Apéndice E. Lista de especies no encontradas pero reportadas previamente para la zona con la información de su microhábitat en contraste con las especies encontradas en este estudio y su microhábitat

Especie no encontradas	Microhabitat reportado	Especies registradas	Microhabitat registrado
<i>Caecilia thompsoni</i>	Pozo artificial	<i>Engystomops pustulosus</i>	Suelo cultivo de cacao
<i>Esparana andina</i>	Fragmento de bosque	<i>Pristimantis bacchus</i>	Hojarasca y vegetación del fragmento de bosque
<i>Strabomantis ingeri</i>	Fragmento de bosque	<i>Pristimantis miyatai</i>	Cultivos de café y cacao; fragmento de bosque
<i>Dendrobates truncatus</i>	Cultivos en zonas de baja altitud, bosque ripario	<i>Bolitoglossa yariguiensis</i>	Vegetación baja en fragmento de bosque
<i>Phyllomedusa venusta</i>	Hojas de platanillo, cerca a un pozo artificial	<i>Craugastor metriosistus</i>	Suelo cultivos de cacao y vegetación baja
<i>Agalychnis terranova</i>	Hojas de platanillo, cerca a un pozo artificial	<i>Pristimantis penelopus</i>	Vegetación baja; plantas de cacao y café
<i>Rhinella marina</i>	A orillas de carretera, viviendas	<i>Andinobates virolinensis</i>	Suelo del bosque junto a raíz de un árbol
<i>Rhinella beebei</i>	A orillas de carretera, viviendas, pastizales	<i>Rheobates palmatus</i>	Charca en el fragmento de bosque
<i>Dendropsophus subocularis</i>	En arbustos y pastizales, sobre surcales (huecos naturales en el suelo que se llenan de agua)	<i>Disaporus anthrax</i>	Vegetación estrato medio y alto en bosque y cultivos
<i>Boana xerophylla</i>	Cuerpos de agua lenticos, pozo artificial	<i>Pristimantis gaigei</i>	Suelo de bosque y mayormente en rocas de cultivos
		<i>Colostethus sp</i>	Hojarasca cultivos de cacao y café, cerca a cuerpos temporales de agua